

# Evaluaciones ecohidrológicas en cursos de la Reserva de Biósfera “Delta del Paraná” en dos años hidrológicos extremos

ALBA PUIG Y HÉCTOR FERNANDO OLGUÍN SALINAS

## 1. Introducción

La meta del desarrollo sustentable propuesta a nivel mundial refleja el principio de equidad intergeneracional (CMMA, 1987). Más allá de la falta de consenso sobre el significado del concepto de desarrollo sustentable, las múltiples interpretaciones coinciden en que las medidas a considerar deberán ser económicamente viables, ecológicamente sustentables y socialmente equitativas (Artaraz, 2002).

En la 7ª Conferencia sobre la Biodiversidad “Ecología y Economía para una Sociedad Sustentable” (Trondheim, Noruega, 27-31 de mayo de 2013) se enfatizó la necesidad de incorporar en los objetivos del desarrollo sustentable a la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, atendiendo a su rol fundamental en el bienestar de los seres humanos y resaltando los beneficios económicos de las acciones que tiendan a protegerlos.

Como los ecosistemas son sistemas adaptativos complejos (Jørgensen, 1999), se dificulta su consideración operativa cuando se procura delimitarlos, clasificarlos o evaluar su integridad. Debido a actividades y perturbaciones humanas se observa en las últimas décadas una tendencia a la reducción en los tipos de ecosistemas y a su simplificación, lo que pone en peligro la estabilidad de los procesos biofísicos de la vida.

El enfoque ecosistémico (UNEP/CBD, 2000) promueve la participación de los ámbitos de la gestión, el científico-técnico y el social, y adopta una serie de principios, como aplicar en la gestión el mejor conocimiento científico disponible. Esta propuesta para el manejo integrado

aspira a superar intereses sectoriales y puede evitar que los beneficios y los costos socioambientales resulten desigualmente repartidos. La necesaria consideración tanto de intervenciones sobre factores físicos, químicos y biológicos como de la regulación de acciones humanas implica una articulación entre especialistas de ciencias duras y sociales, lo que representa un gran desafío.

La promoción de un desarrollo humano basado en el crecimiento ilimitado en un mundo limitado está dando paso a un enfoque más maduro, que busca conocer la complejidad natural y social para procurar integrar el desarrollo humano con una perspectiva de sostenibilidad (Arrojo Agudo, 2005). Uno de los grandes desafíos actuales consiste en abordar cómo reparar el daño ya ocasionado a los ecosistemas acuáticos y cómo prevenirlo o mitigarlo en adelante, en un escenario de cambio.

El agua se requiere en cantidad y calidad adecuadas para la vida, la salud y actividades humanas, así como para la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, proveedores de servicios fundamentales (MEA, 2005). Los usos agropecuario, industrial y doméstico consumen agua y la alteran o contaminan en mayor o menor grado. Si bien la navegación, la generación de energía eléctrica o la recreación no la consumen, pueden alterarla.

El agua dulce se visualiza como el factor crítico para la humanidad, debido a las tendencias tanto a una demanda creciente como a un aumento en problemas de disponibilidad en cantidad y calidad apropiadas (Varis, 1999). Por lo tanto, el agua en sus múltiples aspectos constituye un eje ineludible en cualquier consideración de una perspectiva de sustentabilidad.

América del Sur se caracteriza por sus grandes sistemas fluviales, de alto valor estratégico. La estructura y el funcionamiento de los sistemas fluviales, conformados por ríos con extensas y complejas llanuras de inundación (también denominadas “aluviales”), están condicionados por el régimen hidrológico. En consecuencia, resulta esencial el entendimiento de las relaciones ecohidrológicas como base para evaluar su vulnerabilidad al impacto humano (Zalewski *et al.*, 1997).

La Cuenca del Plata, la segunda sudamericana en tamaño (3.200.000 de km<sup>2</sup>), tiene la particularidad de drenar desde la zona tropical hasta la templada y desembocar en un estuario (argentino-uruguayo), el Río de la Plata, que se abre al Océano Atlántico. El río Paraná, el principal componente de esta gran cuenca, constituye un eje relevante de biodiversidad, población y actividades productivas.

La gran cantidad de embalses construidos en la Alta Cuenca del río Paraná tiene un potencial considerable para alterar el régimen hidrológico de este río (Puig *et al.*, 2011). Sin embargo, la conectividad funcional no se encuentra interrumpida por embalses a lo largo del subsistema de los ríos Paraguay-Paraná que se extiende desde el Gran Pantanal hasta el Río de la Plata (más de 3.400 km), constituyendo un valioso corredor fluvial.

El mantenimiento de los pulsos de inundación del río Paraná, como el factor más relevante para la preservación de procesos ecológicos claves en la mayoría de la región del Delta, representa un desafío para el desarrollo de nuevas políticas de gestión de usos del agua y beneficios a escala de cuenca (Baigún *et al.*, 2008).

La desigual distribución del agua en la naturaleza condiciona la distribución poblacional, el uso del suelo y el desarrollo de las actividades productivas. Consecuentemente, los asentamientos humanos a lo largo del litoral mesopotámico se concentran en las proximidades de los grandes ríos. El habitante del bajo Delta insular, en particular, transita una larga historia de sentimientos contradictorios hacia el río, transmitida por generaciones desde los primeros colonos inmigrantes (Puig *et al.*, 2011).

En el Delta insular el agua es fuente para el consumo humano y otros usos directos, bebida de animales domésticos y de cría, sustento de pesca y caza, recreación y deportes acuáticos, navegación, etcétera. Además, representa una fuente relevante de agua potabilizable para consumo humano a mayor escala, lo cual se evidencia en la reciente instalación de una nueva planta de suministro ("Paraná de las Palmas", a la altura de Dique Luján) para la provisión del norte bonaerense continental. El mantenimiento de la integridad de las comunidades biológicas acuáticas, como el plancton (algas y animales pequeños que viven en el agua) y el bentos (organismos asociados al fondo), permite sustentar recursos pesqueros (Puig y Olguín, 2011).

Por su ubicación en la porción final de la extensa Cuenca del Plata, en el Delta pueden converger distintas perturbaciones inducidas por el hombre sobre esta cuenca (deforestación, grandes embalses que eliminan enormes áreas de planicie aluvial y pueden alterar el régimen hidrológico, deterioro de la calidad del agua, dragados y canalizaciones, erosión, etcétera). Además, el Delta se considera vulnerable al cambio climático (Re y Menéndez, 2007).

El período relativamente "seco" iniciado en el presente siglo, con predominio de aguas bajas, favoreció la intensificación y diversificación de los usos locales. Se intensificó la cría de ganado, las industrias forestales (aglomerados y pasta papel), la urbanización, el transporte fluvial, la demanda recreativa,

y la pesca industrial (Baigún *et al.*, 2008). Las intervenciones y el cambio de modalidades productivas en el Delta pueden contribuir a deteriorar la calidad de las aguas, no solo a escala local, sino afectando también sistemas contiguos, como el estuario binacional.

Este estuario constituye la fuente del agua que se potabiliza para abastecer a la Ciudad de Buenos Aires y parte de su conurbano, sustenta recursos pesqueros, se aprovecha para transporte, actividades recreativas y otras, e incluye áreas de cría de peces y de otras especies en zonas que se han priorizado para la conservación. Por estos motivos, se han establecido objetivos de preservación (Proyecto FREPLATA), que generan una demanda de calidad aguas arriba.

En trabajos previos se han dado algunos ejemplos de problemas en la calidad del agua del Delta (Puig y Olguín, 2011; Puig *et al.*, 2011). Como potenciales agentes de deterioro pueden identificarse nutrientes, pesticidas y patógenos provenientes de la actividad agropecuaria, hidrocarburos del transporte fluvial, así como efluentes domésticos e industriales. La degradación de la calidad del agua del Delta representa un riesgo para la salud humana y animal, el recurso pesquero, la biodiversidad, y el funcionamiento ecosistémico, en general.

Urge considerar cómo los escenarios venideros, basados en cambios hidrológicos y climáticos en conjunción con impactos antrópicos, pueden amenazar la integridad ecológica del Delta y, en consecuencia, los valiosos bienes y servicios que este provee (Baigún *et al.*, 2008).

El extenso sector de islas (890 km<sup>2</sup>) del bajo Delta con jurisdicción del Municipio de San Fernando (Buenos Aires) fue declarado Reserva de la Biosfera (Programa MaB-UNESCO) en el año 2000 (Otero y Malvárez, 2000).

Conviene tener presente que el agua fluvial puede llegar a alcanzar, con mayor o menor recurrencia, a todos los ambientes de la llanura aluvial, lo que torna aún más relevante su condición de calidad. Frente a la problemática planteada y los desafíos visualizados, cabe agregar que el conocimiento de la hidrología sumamente compleja de la zona se encuentra restringido por los acotados registros y que más limitado aún es el conocimiento ecológico de sus ambientes acuáticos y aspectos relativos al agua.

Esta falta de conocimiento representa un serio impedimento para la gestión sustentable y resulta especialmente crítico por tratarse de una reserva de carácter internacional, con metas de conservación de la biodiversidad a todos los niveles (desde el genético hasta el ecosistémico) y de desarrollo humano sustentable.

En consecuencia, atendiendo a las metas de integridad de los ecosistemas y una mejor calidad de vida de los pobladores, contribuimos a delinear un programa marco de evaluación de la integridad de los cursos hídricos, dentro del cual propusimos un plan de evaluación de cursos fluviales con enfoque ecohidrológico (Puig y Olguín, 2007). Las evaluaciones a distintas escalas de características físicas, químicas y biológicas de cursos seleccionados con respecto a variables hidrológicas contribuyen a generar una inexistente y necesaria *línea de base* ecohidrológica.

La conceptualización desde la ecohidrología (Zalewski *et al.*, 1997) con perspectiva de red de drenaje (Wiens, 2002), junto a la aplicación de avanzadas herramientas de análisis, apropiadas para la naturaleza de los datos ecológicos generados, brinda la posibilidad de escalar desde el nivel de los datos, pasando por información de utilidad, hacia un sólido y provechoso conocimiento de aspectos del funcionamiento natural del sistema fluvial y a la identificación de señales de alteración, lo cual es relevante tanto para la investigación de estos ambientes, como para su apropiada gestión.

## 2. Objetivos

Dentro de la hipótesis general postulada por el Proyecto UBACYT 2011-2014 sobre factores a diferentes escalas que dificultan la sustentabilidad y la gobernabilidad del agua en los ecosistemas, nuestro aporte se enfoca en la falencia que representa la falta de conocimiento científico apropiado y el escaso aprovechamiento del que se logra generar.

Considerando, en particular, el contexto actual de la Reserva del Delta del Paraná, algunos de los objetivos planteados son:

- Caracterizar la evolución hidrológica reciente del río Paraná Inferior (objetivo conjunto con un hidrólogo experto del Instituto Nacional del Agua).
- Analizar las principales variaciones temporales y espaciales en variables físicas y químicas del agua en cursos seleccionados de la Reserva de Biósfera en dos años hidrológicos extremos consecutivos (“Niña”-“Niño”).
- Identificar potenciales factores explicativos de estas variaciones temporales y espaciales.

- Identificar algunos factores de riesgo potencial para la calidad del agua, considerando normativas al respecto, en cursos seleccionados de la Reserva de Biósfera durante dos años hidrológicos extremos.
- Plantear recomendaciones para la gestión.
- Transferir y difundir el conocimiento generado en diferentes ámbitos.

### **3. Caracterización de la zona de estudio en el marco de la cuenca hidrográfica**

En la Cuenca del Plata se han identificado siete grandes regiones climáticas (Caffera y Berbery, 2006). La extensión de esta cuenca y su complejidad climática se evidencian en que simultáneamente una zona puede padecer sequía y otra inundación.

La cuenca del río Paraná aporta cerca del 75% del caudal total del Río de la Plata, contribuyendo el río Uruguay con el resto. El Alto Paraná nace en Brasil, recibe afluentes provenientes principalmente de las sierras costeras, como el río Iguazú, y contribuye al Paraná Inferior con la mayoría de su caudal. El resto es aportado, en su mayoría, por el río Paraguay, que drena el Mato Grosso y el Gran Pantanal, así como pendientes hacia el este de los Andes a través de los ríos Bermejo y Pilcomayo (Puig *et al.*, 2011).

El caudal del Paraná, que se genera fundamentalmente por precipitaciones en la alta cuenca, presenta variabilidad a diferentes escalas temporales. Entre las variaciones interanuales, son marcadas las asociadas al fenómeno de acople oceánico-atmosférico denominado “El Niño-Oscilación Sur” (ENOS). En los episodios “El Niño”, que ocurren cada dos a siete años, llueve excesivamente en muchas zonas de Sudamérica y se generan eventos extremos de inundación en el río Paraná. En los episodios “La Niña” la situación es inversa, si bien menos pronunciada, generando sequías y menor caudal (Puig *et al.*, 2011).

La porción Media e Inferior del río Paraná está bordeada por una amplia llanura aluvial que contiene variados ambientes y cuerpos de agua. En este tipo de llanuras fluviales, el agua que satura el suelo proviene del río, principalmente (Neiff, 1999).

Las cabeceras del río Paraná se extienden a lo ancho de la región centro-sur de Sudamérica y difieren marcadamente en su aporte de agua, material disuelto y particulado. En la porción Media e Inferior de este río

se suman procesos de interacción entre los cursos principales y la llanura aluvial (Puig *et al.*, 2011).

En los últimos 300 km del río se distingue la región del Delta del Paraná, extenso complejo fluvio-deltaico (17.500 km<sup>2</sup>) que desemboca en un estuario.

El Delta superior y medio evidencian una importante capacidad para amortiguar picos de inundación aguas abajo, a costa de la inundación de extensas áreas actualmente utilizadas para ganadería, fundamentalmente. Los brazos Paraná Ibicuy y Paraná Inferior se continúan en el Delta inferior (desde Ibicuy) en los brazos Paraná Guazú y Paraná de las Palmas, que encauzan marcadamente el caudal permitiendo un régimen mucho más gradual (Puig *et al.*, 2011). Las islas del Delta inferior son relativamente más altas y con forma de “cubeta” (o palangana), presentando márgenes elevados (denominados localmente “albardones”) cubiertos originalmente de bosque y un área interior de “bajos” inundables, ocupado principalmente por “pajonales”. La elevación relativamente mayor de las islas de esta zona y sus albardones perimetrales proveen una mejor protección frente a las inundaciones de aguas arriba, lo que facilitó una significativa ocupación por europeos y criollos, ocasionando grandes modificaciones al paisaje original.

El régimen hidrológico en la Reserva de Biósfera depende fundamentalmente de los caudales del río Paraná (determinados principalmente por precipitaciones en su alta cuenca) y, en menor medida, de los caudales del río Paraguay y de la influencia del Río de La Plata, a través de sus mareas, tanto lunares como meteorológicas. Estas últimas, denominadas localmente “sudestadas”, son tormentas atlánticas con viento persistente del SE, que generan elevación del nivel del agua en la porción terminal del Delta, por su sentido opuesto al del flujo dominante de los ríos.

La red de drenaje se caracteriza por presentar ríos grandes que encauzan marcadamente el flujo hídrico y terminan en abanicos deltaicos, como el Paraná Guazú y el Paraná de las Palmas, y ríos pequeños, con un patrón dendrítico de distributarios en sentido NO-SE. Los arroyos chicos, en mayor concentración hacia el NE, en muchos casos ciegos, revierten periódicamente la dirección de sus aguas, mientras el predominio de arroyos grandes hacia el SE facilita el drenaje. Los canales de navegación, que atraviesan casi perpendicularmente las islas, drenan en sentido de la pendiente general, de norte a sur, desde el Paraná Guazú hacia el Paraná de las Palmas.

## 4. Bases legales

La Constitución Nacional establece (Art. 124) que corresponde a las provincias el dominio originario de los recursos naturales existentes en su territorio, y estipula (Art. 41) que corresponde a la Nación dictar normas que contengan los presupuestos mínimos de protección y a las provincias, las necesarias para complementirlas, sin que aquellas alteren las jurisdicciones locales.

Distintas provincias o jurisdicciones locales poseen su propia normativa sobre el recurso agua. A leyes nacionales más integrales (sobre gestión sustentable y adecuada del ambiente, preservación de la diversidad biológica, implementación del desarrollo sustentable) se suman otras más específicas (residuos peligrosos, PCBs, residuos industriales). La Ley Nacional sobre Régimen de Gestión Ambiental de Aguas (N° 25.688) adopta el concepto de cuencas hídricas como unidades ambientales de gestión, indicando la creación de comités de cuencas para aquellas interjurisdiccionales.

La legislación sobre niveles guía de calidad del agua se encuentra más desarrollada para estándares de vertidos que para cuerpos receptores, como aguas superficiales. La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, a través de su Dirección Nacional de Conservación y Protección de los Recursos Hídricos, elabora niveles guía de calidad de agua ambiente, aplicables a todos los cuerpos de agua del territorio argentino. Dichos niveles (no ampliamente disponibles) son actualizados a partir de información proveniente de estudios toxicológicos, ecotoxicológicos y epidemiológicos. Este elemento instrumental, fundamental para la aplicación consistente de los presupuestos mínimos de protección de los recursos hídricos, carece de eficacia vinculante por falta de reglamentación de la Ley, si bien la Autoridad de Aplicación puede exigir su cumplimiento mediante el control de permisos o concesiones (Oribé Stemmer y Flores, 2005).

Disponer de niveles guía con valor legal para todos los ambientes del país representa un necesario primer paso (aún pendiente) para el control de cada parámetro físico, químico o microbiológico potencialmente riesgoso. Esto podría ser insuficiente para garantizar que los efectos conjuntos en el cuerpo receptor, incluyendo interacciones químicas y procesos como bioacumulación, no afecten su integridad ecológica. Para profundizar este proceso y encaminarse hacia el establecimiento de objetivos de calidad de agua en un ambiente determinado (evitando, de este modo, tanto sobreproteger como subproteger), se requiere su conocimiento.



El Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo, suscripto por la República Argentina y la República Oriental del Uruguay en 1973, se concentra en el impacto ambiental dañino de la actividad humana sobre el medio acuático, sin distinguir el lugar donde se produzca. En consecuencia, ambos estados ribereños, para cumplir con su obligación de “proteger y preservar” el medio acuático en el espacio geográfico Río de la Plata y su Frente Marítimo, deberán adoptar las normas y medidas necesarias en su territorio continental que impidan que se produzca aquel impacto dañino (Oribe Stemmer y Flores, 2005). Los niveles guía de calidad del agua para distintos usos en el Río de la Plata generan una demanda aguas arriba para contribuir a dicho cumplimiento.

Asimismo, se debe orientar la gestión para efectivizar el cumplimiento de compromisos internacionales derivados de tratados, como el de Biodiversidad o de Cambio climático, que, por su carácter supranacional, se incorporan a la Constitución Nacional.

## **5. Metodología: desde el enfoque estratégico hasta la obtención de los datos**

### *5.1. Estrategias de evaluación de los cursos fluviales*

Debido a que la Reserva de Biósfera es una región extensa (890 km<sup>2</sup>), con una alta heterogeneidad espacial y un complejo régimen hidrológico, se propuso elaborar proyectos con estrategias complementarias para la evaluación de sus cursos acuáticos (Puig y Olguín, 2007):

- 1) muestreo desde embarcación a lo largo de una transecta navegable que incluya las tres zonas de la Reserva (núcleo, tampón y transición), procurando repetirlo bajo distintas condiciones de caudal del río Paraná, a fin de evaluar su influencia;
- 2) muestreo intensivo en un sitio seleccionado a escala de horas en el transcurso de un día, enfocado principalmente en el análisis del efecto de las fluctuaciones mareales;
- 3) conformación de una red de monitoreo de los cursos con pobladores residentes en el área de la Reserva.

Como perspectiva a futuro, identificar, mediante el conocimiento adquirido en años, “sitios de referencia” apropiados para establecer un

monitoreo estandarizado periódico a sostener en un prolongado lapso de tiempo, a fin de detectar cambios a mayores escalas, por ejemplo, asociados al cambio climático.

### 5.2. Consideraciones de escala

Los sistemas complejos se organizan en varias escalas, tanto en sentido espacial como temporal. Esta complejidad intrínseca implica que a diferentes escalas se manifiesten distintas propiedades emergentes. En los ecosistemas, la heterogeneidad es una característica funcional, por lo que su consideración es relevante en teorías ecológicas y de muestreo (Legendre, 1993). Consecuentemente, los enfoques de investigación dirigidos a entender la estructura y función ecológica en los ecosistemas de sistemas fluviales deben considerar explícitamente los efectos de la escala (Bayley, 1995).

Debido al conocimiento sumamente escaso de los cursos de la región, se decidió implementar inicialmente la primera estrategia, de mayor escala espacial y temporal, priorizando evaluaciones en los ríos principales, abarcando las tres zonas de la Reserva, y con frecuencia bimestral. Como esta estrategia pone el foco en la evaluación de posibles efectos de las variaciones de caudal del río Paraná, se evitó realizar los muestreos en días con “sudes-tada” (marea meteorológica).

La escala espacial seleccionada para la estrategia de muestreo mencionada es la denominada “intermedia”, que corresponde a sitios distanciados entre sí desde 1 a 100 km. Se presume que a esta escala se desarrollan los procesos ecológicos claves. Asimismo, esta es la escala a la que operan tanto los responsables de la gestión como las agencias de conservación (Peterson *et al.*, 2013).

### 5.3. Diseño de muestreo

Como primera parte de la elaboración del plan de evaluación se identificó un recorrido navegable a través de las tres zonas de la Reserva. Luego se seleccionaron trece sitios de acuerdo a criterios ecológicos y consideraciones logísticas. Estos sitios se distribuyeron en número similar entre zonas con relativamente mayor (transición) y menor (núcleo, amortiguación) uso humano. Como el diseño de muestreo pone énfasis en los ríos grandes (Paraná de las Palmas, Paraná Guazú, Paraná Miní y Barca Grande), se seleccionó un mínimo de dos sitios en cada uno, agregando un tercero en P. Guazú y P.

Miní. Con menor prioridad, se ubicó un sitio en un arroyo por cada zona, para permitir una primera comparación de posibles diferencias entre grandes ríos y cursos de menores dimensiones.

Mientras la distancia entre cada par de sitios de los grandes ríos comprendió un rango de 5 a 35 km, aproximadamente, la distancia desde el sitio de cada arroyo hasta el sitio del río grande más cercano fue de 2-3 km. Esta proximidad en la ubicación de los sitios en los arroyos contribuye a dilucidar si es preponderante la distancia entre sitios (su proximidad espacial) o bien la dimensión del curso fluvial (río grande vs. arroyo) como factor asociable a una mayor similitud en los valores de las variables acuáticas a evaluar.

El total de trece sitios representa la alternativa de máxima (logísticamente realizable en buenas condiciones en dos días de navegación, pernoctando en el buque en el destacamento de Paraná Guazú-Guazucito). Asimismo, se establecieron las sucesivas prioridades a tener en cuenta de ser necesario decidir la reducción del número de sitios, por complicaciones surgidas en el transcurso de alguna campaña.

#### 5.4. *Evaluaciones in situ y muestreos*

Entre octubre de 2008 y julio de 2010 se realizaron nueve campañas de evaluación y muestreo (en octubre y diciembre de 2008, febrero, abril, agosto, octubre y diciembre de 2009, mayo y julio de 2010), típicamente de dos días de duración. Las mismas se llevaron a cabo con el buque científico SPA-1 "Dr. Leloir", mediante cooperación interinstitucional entre el Museo Argentino de Ciencias Naturales, la Prefectura Naval Argentina (PNA) y el Municipio de San Fernando, en el marco del Proyecto UBACYT.

En cada sitio se determinó *in situ* su ubicación geográfica con GPS y la transparencia del agua mediante un disco de Secchi. Con botella de Niskin se colectó una muestra de agua subsuperficial (a unos 50 cm de profundidad) en la que se estimó inmediatamente la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica y el oxígeno disuelto mediante sondas multiparamétricas marca WTW (equipos de PNA). Desde la segunda campaña, en parte de los sitios se tomaron muestras de agua, que se conservaron (4°C) y derivaron en menos de 24 h al Laboratorio Central de Agua y Saneamientos Argentinos S. A. (AySA), para determinaciones adicionales.

Como parte de las distintas muestras de comunidades biológicas colectadas en todos los sitios, se tomaron muestras de fitoplancton cualitativas

(con red de arrastre de 20  $\mu\text{m}$  de abertura de malla) y cuantitativas (sin filtrar y fijadas con Lugol).

### 5.5. *Análisis de muestras en laboratorio*

Las muestras cuantitativas de fitoplancton se contaron en el laboratorio bajo microscopio invertido, siguiendo el método de Utermöhl (1958). En particular, en estas muestras de fitoplancton se determinaron las especies de cianobacterias y se estimó su densidad en el agua ambiente.

En el Laboratorio de AySA determinaron 23 variables físicas y químicas y cuatro microbiológicas conforme a metodología estandarizada (APHA, 2005). Estos análisis adicionales incluyeron, en particular, concentración de algunos metales pesados totales, como arsénico, cadmio y plomo (método 3113B AA-horno); hierro y manganeso (método 3120B) y de la bacteria fecal *Escherichia coli* (evaluada por el método del número más probable: NMP/100 ml, método 9221).

### 5.6. *Fuente de datos hidrológicos*

Los datos hidrológicos a escala diaria considerados fueron provistos por el Instituto Nacional del Agua (INA) e incluyen la serie histórica de caudales de la sección del Río Paraná a la altura de Santa Fe-Paraná, la serie histórica de alturas hidrométricas en San Pedro (Buenos Aires) y las estimaciones realizadas por el INA del caudal aportado al Río de la Plata por el abanico deltaico del río Paraná Guazú-Bravo y por el abanico deltaico del río Paraná de las Palmas.

## 6. Metodología de análisis de datos

### 6.1. *Comparación con niveles guía*

Un grupo de variables de especial interés por su vinculación con la calidad del agua, como las concentraciones de varios metales pesados y algunos nutrientes, solo presentan registros numéricos ocasionalmente, cuando superan el nivel respectivo de detección de las técnicas analíticas aplicadas en el Laboratorio de AySA, lo que no permite aplicar análisis estadísticos a dichas variables.

Estas variables se contrastaron con los niveles guía para diferentes usos: protección de la vida acuática, bebida humana y uso recreativo. El uso recreativo comprende toda actividad humana que implique inmersión, ingestión o contacto con el agua ambiente (USEPA, 2002).

Para permitir esta comparación de determinadas variables con los respectivos niveles guía, se compilaron y uniformizaron las unidades de concentración para los niveles en agua dulce superficial establecidos formalmente o pautados por diferentes normativas. A nivel nacional se consideró la Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24.051 (Decreto Reglamentario N° 831/93 y Resolución 242/93), el Código Argentino de Minería (Ley de Protección Ambiental N° 24.585) y el Código Alimentario Argentino (Artículo 982, Res. Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007) y la Ley Nacional sobre Régimen de Gestión Ambiental de Aguas N° 25.688 (niveles pautados, dado que la reglamentación de esta última Ley está pendiente). Asimismo, se consideraron algunos niveles internacionales, como los establecidos por la Organización Mundial de la Salud (2011) y la USEPA (2002).

## 6.2. *Análisis de macroiones*

En general, los gráficos que comparan la composición iónica de un río determinado y su caudal sugieren que esta composición suele ser bastante estable en el tiempo bajo condiciones normales, por eso los macroiones (o iones mayoritarios) suelen denominarse iones “conservativos” o “de proporcionalidad constante”, en comparación, por ejemplo, con los nutrientes, que suelen ser mucho más variables debido a la actividad biológica y a otros factores. Sin embargo, las inundaciones, sequías o determinado tipo de incidentes de contaminación severa pueden afectar la salinidad y su proporción de macroiones (Silberbauer y King, 1991).

Las concentraciones de macroiones determinadas por el Laboratorio de AySA están expresadas en miligramos por litro (mg/L), como es usual, por lo que se calcularon sus respectivos valores expresados en miliequivalentes por litro (mequ/L). De este modo, se facilita considerar el balance de cargas, caracterizar el tipo de aguas y estimar la asociación de su suma total con la conductividad eléctrica.

Asimismo, como una forma sintética de visualización de los sólidos disueltos totales se puede construir el diagrama de Maucha, que muestra las proporciones de los iones mayoritarios (potasio:  $K^+$ , sodio:  $Na^+$ , calcio:

$\text{Ca}^{2+}$ , magnesio:  $\text{Mg}^{2+}$ , sulfatos:  $\text{SO}_4^{2-}$ , cloruros:  $\text{Cl}^-$ , bicarbonatos:  $\text{HCO}_3^-$  y carbonatos:  $\text{CO}_3^{2-}$  de las sales. Maucha (1932) desarrolló un símbolo de estrella de 8 puntas para el ploteo radial (calculable mediante trigonometría) de las concentraciones de los aniones mayores, a la izquierda, y de los cationes mayores, a la derecha, sumalizando así los iones mayores en el agua de un modo que facilita una rápida comparación entre muestras. Al estar las concentraciones convertidas a miliequivalentes por litro, el balance de carga eléctrica de cationes y aniones puede percibirse fácilmente. Silberbauer y King (1991) introdujeron una modificación para calcular una sola punta para la alcalinidad total, en vez de las correspondientes a las concentraciones de  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$ . El diagrama de Maucha se construyó, incluyendo esta última modificación, mediante el programa gentilmente provisto por el Dr. Silberbauer.

### 6.3. *Análisis estadísticos básicos y selección de conjuntos de datos*

Para estimar el ajuste entre diferentes estimaciones de un mismo aspecto (por ejemplo, la conductividad evaluada en el campo y en el laboratorio), se recurrió a gráficos y a correlaciones lineales o monótonicas.

Se dispone de un conjunto completo de datos numéricos para las cinco variables básicas de calidad del agua (transparencia, temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto del agua) de 112 casos, correspondientes a las nueve fechas en los diez a trece sitios evaluados en cada campaña (ya que en alguna ocasión no pudieron muestrearse todos los arroyos).

A fin de uniformizar la comparación de las evaluaciones físicas y químicas adicionales (determinadas por AYSA), se seleccionaron cuatro sitios (de los seis muestreados en ocasiones), correspondientes a uno por cada río grande, los que fueron muestreados en todos los casos (desde la segunda hasta la última campaña). De este modo, resultó un segundo conjunto de 32 casos seleccionados para análisis estadísticos, correspondientes a ocho fechas en cuatro sitios (uno por cada río grande).

Para la exploración inicial de los datos se elaboraron tablas básicas de correlaciones múltiples entre variables (de los 112 casos y de los 32 casos).

De las 24 variables se seleccionaron aquellas con datos numéricos en todos los casos y, entre estas, se decidió excluir a los macroiones (datos que se reservaron para su análisis específico) debido a las altas correlaciones detectadas, con el fin de reducir la redundancia en los análisis multivariados,

manteniendo incluida una variable de síntesis, la conductividad eléctrica, para estimar la salinidad del agua. El conjunto de 32 casos quedó ajustado, de este modo, a once variables para la aplicación de los métodos más potentes y refinados de análisis estadístico.

Como las variables del ambiente acuático fluvial (físicas y químicas) están expresadas en diferentes unidades, el paso previo a la aplicación de análisis estadísticos fue estandarizar cada conjunto de datos (de 112 y 32 casos) llevando a que cada variable tenga  $\text{media} = 0$  y  $\text{varianza} = 1$ .

#### 6.4. *Análisis multivariados*

Los métodos multivariados resultan sumamente útiles para describir y analizar conjuntos de datos de distintas variables, en especial, cuando los datos son numerosos. Estas técnicas matemáticas se basan explícitamente o implícitamente en la comparación de todos los posibles pares de objetos (casos) y descriptores (variables). En las comparaciones se aplican índices de similitud, distancia o correlación, según el caso. Las técnicas más usadas son las de agrupamiento y las de ordenación. Los métodos de ordenación permiten visualizar los datos sobre un número reducido de ejes ortogonales (es decir, no correlacionados entre sí), contruidos para representar, generalmente de modo más sintético, las principales tendencias de los datos.

#### 6.5. *Análisis estadísticos multivariados con testeo por permutaciones*

Dentro de la estadística inferencial clásica, la independencia de las observaciones es uno de los supuestos fundamentales en el testeo de hipótesis, tanto para la aplicación de métodos paramétricos (basados en la distribución denominada “normal”, poco común en la naturaleza) como no paramétricos. Sin embargo, en los estudios ecológicos es frecuente la presencia de dependencia espacial o temporal en los datos. Esto tiende a distorsionar los resultados de análisis de estadística clásica, como el análisis de la varianza, la correlación, la regresión, etcétera. Una parte importante de los métodos de ecología numérica, particularmente dentro de los nuevos enfoques, fue concebida y puesta a punto por ecólogos (en lugar de estadísticos puros) en función de problemas específicos (Legendre, 1993). El desarrollo de conceptos y técnicas válidas para manejar este tipo de datos

es relativamente reciente y continúa evolucionando, mientras su aplicación comienza a extenderse a otros campos disciplinarios.

En vez de asumir que los datos siguen determinada distribución formal y realizar los test comparando el estadístico con lo esperable para dicha distribución, el testeo por permutaciones permite calcular la probabilidad (P permutacional), es decir, qué tan probable es la conformación observada en los datos con respecto a las generadas al azar mediante determinado número de permutaciones de esos mismos datos. La disponibilidad de computadoras cada vez más potentes facilitó el desarrollo y la aplicación de estos métodos al permitir realizar en poco tiempo un alto número de permutaciones (por ejemplo, 9999) de numerosos datos (o de sus residuales). Del mismo modo, la mencionada potencia y velocidad de cómputo facilita a los expertos en geoestadística y ecología numérica testear la performance de diferentes opciones metodológicas al aplicarlas a datos con estructura conocida, lo que les permite refinar técnicas y optimizar métodos para arribar a resultados sólidos y confiables para la naturaleza de estos datos.

En el presente trabajo, los análisis más relevantes aplicados siguieron el enfoque de la ecología numérica, de análisis multivariados y testeo por permutaciones. Estos análisis se seleccionaron y aplicaron en función del cumplimiento de los siguientes objetivos:

- comparar la variabilidad espacial y la temporal de las variables del ambiente fluvial (principalmente, físicas y químicas del agua);
- evaluar y testear la existencia de asociación significativa entre la estructura multivariada de variables ambientales fluviales y determinados factores de tipo espacial y temporal a definir, considerando especialmente aspectos hidrológicos;
- delinear modelos explicativos reducidos (es decir, procurar mejorar el modelo estadístico mediante la reducción del número de variables explicativas);
- cuantificar el poder explicativo de cada factor seleccionado dentro de los modelos reducidos.

El principal análisis aplicado fue el Análisis Canónico de Redundancia (RDA) (Rao, 1964), que representa una extensión de la regresión múltiple al caso multivariado en combinación con un Análisis de Componentes Principales. Esta robusta herramienta estadística, actualmente de amplia



aplicación en estudios ecológicos, permite realizar un análisis directo (es decir, asocia dos o más conjuntos de datos en un único proceso de ordenación) asimétrico (incluye variables respuesta y variables explicativas). Su álgebra es correcta, permite testear su significación global y la de sus ejes canónicos (combinaciones lineales de las variables explicativas) mediante permutaciones (evitando exigencias del abordaje paramétrico que difícilmente se cumplen en datos ecológicos, como ya se mencionó), y se puede estimar el valor ajustado (ver más adelante) del poder explicativo global del modelo ( $R^2$ ). Una gran ventaja adicional es que admite variables explicativas tanto numéricas como categóricas (Borcard *et al.*, 2011). Su aplicación en temas de calidad del agua aún es incipiente.

Dentro de las variables potencialmente explicativas se seleccionó una numérica, la estimación del caudal aportado al estuario por el Paraná Guazú-Bravo, como indicadora de la situación hidrológica general en cada fecha. Esto se sustenta en consideraciones de la red de drenaje, puesto que, salvo los dos sitios ubicados en el río Paraná de las Palmas, el resto están ubicados dentro del abanico deltaico del río Paraná Guazú, en especial, el Paraná Miní y el Barca Grande, que son distributarios que se abren directamente del curso principal del R. Paraná Guazú. Además, este río evidencia fluctuaciones más marcadas que el Paraná de Las Palmas.

El resto de las variables propuestas como potencialmente explicativas fueron de tipo categórico (ni numéricas ni ordinales), tanto de índole espacial o temporal.

Como variables categóricas espaciales se definieron las siguientes:  $a$  = tipo de ambiente, con dos niveles: “río”, “arroyo”;  $z$  = zona de la Reserva, con tres niveles: “núcleo”, “amortiguación”, “transición”;  $z2$  = zona de la Reserva por uso relativo, con dos niveles: “menor” (abarcando núcleo y amortiguación), “mayor” (transición) y  $d$  = subcuenca de drenaje, con dos niveles: “Paraná de las Palmas”, “Paraná Guazú”.

Como variables categóricas temporales se definieron las siguientes:  $per$  = estación climática del año, con cuatro niveles: “primavera”, “verano”, “otoño”, “invierno”;  $ev$  = año hidrológico según el evento ENOS dominante, con dos niveles: “Niña”, “Niño”; y  $h$  = fase hidrológica, con cuatro niveles: “estiaje”, “desborde” de albardones por inundación, “inundación”, condición “media” (sin estiaje ni inundación).

Previamente a la aplicación de los análisis, se estimó la dispersión multivariada en grupos definidos por un factor, como la fecha, aplicando una función específica a la matriz de distancia euclidiana. Luego se testeó

la homogeneidad de estas dispersiones multivariadas entre grupos mediante permutaciones (Anderson, 2006).

Se aplicó el análisis general de RDA al conjunto de datos de variables ambientales estandarizadas en función de las variables definidas como potenciales explicativas. La significación global del modelo de la estructura ambiental fluvial en función de todas las variables explicativas, así como la significación de los ejes canónicos se testearon mediante permutaciones (Legendre *et al.*, 2011).

La selección posterior de variables explicativas puede mejorar este modelo general (que las incluye a todas), a fin de reducir la multicolinealidad entre ellas y procurar una versión más “parsimoniosa”, definiendo así un conjunto reducido de variables que explican lo relevante en la distribución de los datos ambientales fluviales. Se evaluaron los factores de inflación de la varianza (vif) como reflejo del efecto de la multicolinealidad. Asimismo, se aplicó un procedimiento formal (*stepwise*) cuyo test se basa en permutaciones para la selección de aquellas variables explicativas con contribución más significativa.

En los métodos aplicados se emplearon aquellas fórmulas de las funciones que admiten variables explicativas categóricas y se obtuvo el valor del poder explicativo del modelo ( $R^2$ ) ajustado por el número de variables o de grados de libertad y por el número de muestras (Peres Neto *et al.*, 2006).

Los análisis se efectuaron con el software “R” versión 2.15.2 (R Development Core Team, 2008), usando el paquete “vegan” (Oksanen *et al.*, 2008).

A diferencia de los usuales programas comerciales de computación, “R” es un lenguaje de computación de aprendizaje arduo (no “amigable”), que requiere escribir con una sintaxis específica las líneas de los sucesivos pasos de programación con caracteres y símbolos limitados a la tipología ASCII (motivo por el cual los programas son sumamente livianos y corren muy rápidamente). En este lenguaje, precisamente, se desarrolla la plataforma de software “R”, que permite aplicar diferentes funciones para graficar y, muy especialmente, para analizar datos. Esta valiosa plataforma es libre y gratuita y, dado que es de construcción colectiva, se encuentra en permanente evolución, ya que los científicos mundiales más avanzados en diferentes áreas van aportando nuevas funciones y mejorando o reemplazando las existentes. Si bien su aprendizaje es arduo y continuo, brinda el potencial del acceso total a miles de paquetes de programas en permanente mejora con funciones relevantes para diferentes áreas disciplinarias. De hecho, algunos de los programas más avanzados de estadística moderna se están escribiendo exclusivamente en el lenguaje R.

## 7. Resultados

### 7.1. Hidrología reciente del río Paraná Inferior

En los sistemas fluviales, la variación temporal de las variables físico-químicas y de la biota acuática depende principalmente del régimen hidrológico. La magnitud, frecuencia, duración, estacionalidad y tasa de cambio de las condiciones hidrológicas son los componentes del régimen hidrológico más significativos en la regulación de los procesos ecológicos (Poff *et al.*, 1997).

Muchos estudios señalaron un aumento en los caudales del río Paraná y sus tributarios desde alrededor de 1972-1973 (por ejemplo, Depetris y Pasquini 2007), dando inicio a un período relativamente “húmedo”. Este período fue seguido desde el inicio del presente siglo por otro predominantemente “seco” (Puig *et al.*, 2016a).

La marcada estacionalidad original, con una alta probabilidad de inundación en otoño, propia del período histórico (1903-1972), se amortiguó en los períodos siguientes (Puig *et al.*, 2016a). Especialmente en el período “húmedo” la inundación se presentó casi en cualquier época de cada año particular (de Cabo *et al.*, 2003).

Considerando como referencia las alturas hidrométricas en San Pedro, los eventos que superan el nivel de alerta (3 m) afectan a los albardones de la mayoría de las islas, y los que superan el nivel de evacuación (3,6 m) afectan, además, a zonas urbanas. La proporción entre ambos tipos de niveles (es decir, cuántos eventos del total que superan el nivel de alerta también superan el nivel de evacuación) se duplicó en el período “húmedo”, registrándose eventos abruptos que llegaron al Delta como ondas de crecida poco atenuadas. En el período predominantemente “seco”, la proporción se redujo, pero solo parcialmente, reflejando que aún en esta condición, se producen ondas de crecida con efectos intensos (Puig *et al.*, 2016a).

De acuerdo con las estimaciones del aporte al estuario efectuadas a escala diaria por el INA, la magnitud del caudal del río Paraná Guazú es similar a la del río Paraná de las Palmas en períodos de aguas bajas, la duplica en años normales y la triplica en las crecientes. El caudal derivado por el Paraná de las Palmas es mucho más estable, ya que las crecidas se encauzan en mayor proporción por el Paraná Guazú, que además recibe descargas del Río Gualeguay, del Río Nogoyá y el excedente de las islas del Ibicuy (Puig *et al.*, 2016a).

El período más reciente evidencia una fuerte dinámica, con cambios rápidos entre extremos opuestos, como la inundación de 2007, la pronunciada bajante del 2008-2009 y la abrupta y prolongada (diciembre a junio) inundación del 2009-2010 (Puig *et al.*, 2011). Nuestros muestreos incluyeron los dos últimos eventos extremos mencionados.

## 7.2. Factores de riesgo de acuerdo con diferentes normativas

Considerando variables asociables al riesgo, se detectó la presencia tanto de la bacteria *Pseudomonas aeruginosa* como la de la bacteria fecal *Escherichia coli* (resultados de variables bacteriológicas de abril 2009 no recibidos) en todas las muestras tomadas para análisis adicionales en el Laboratorio de AySA. Esto indica, conforme al Código Alimentario Argentino, que el agua no resulta apropiada para su consumo humano directo, es decir, sin tratamiento para potabilizarla.

La concentración de *E. coli* en febrero de 2009 fue muy semejante en los seis sitios muestreados y superó el nivel guía pautado en el ámbito nacional por la Subsecretaría de Recursos Hídricos (126 NMP/100 ml), así como niveles guía internacionales (200 ufc/100 ml, USEPA, 2002) para la protección de la biota acuática y para el uso recreativo, es decir, para actividades humanas que impliquen inmersión, ingestión o contacto con el agua ambiente (Puig *et al.*, 2016a). Los valores también superaron este nivel guía con concentraciones dispares en la mitad de los seis sitios muestreados en julio de 2010. Valores puntuales aún más altos se detectaron en octubre de 2009 y mayo de 2010.

También en febrero de 2009 la concentración de plomo se elevó sobre el nivel de detección en cinco de los seis sitios muestreados, superando el nivel de protección de la vida acuática (1  $\mu\text{g/L}$ ) establecido por la Ley Nacional de Residuos Peligrosos, y en dos sitios (R. Paraná de las Palmas a la altura del Canal de La Serna y en el R. Paraná Guazú antes del P. Miní), también el nivel para uso recreativo (19,5  $\mu\text{g/L}$ ) pautado por la Subsecretaría de Recursos Hídricos. En el mismo mes, la concentración del cadmio en cuatro de los sitios presentó valores similares que superaron el nivel para protección de la vida acuática (0,2  $\mu\text{g/L}$ ) establecido por la Ley Nacional de Residuos Peligrosos (Puig *et al.*, 2016a). En cambio, no se registraron valores detectables de arsénico total ni de sulfuros.

Los valores de concentración de hierro y manganeso fueron altos en febrero y duplicaron a éstos en abril de 2009. Las concentraciones de hierro

superaron en todas las muestras el nivel para protección de la vida acuática (1,37 mg/L) pautado por la Subsecretaría de Recursos Hídricos y el nivel para bebida humana establecido en varias normas (0,3 mg/L), como el Código Alimentario Argentino, la Ley Nacional de Residuos Peligrosos y la Organización Mundial de la Salud. Las concentraciones de manganeso fueron semejantes al nivel guía para ambos fines en febrero (0,1 mg/L) y lo superaron en abril (Puig *et al.*, 2016a).

Con respecto a los nutrientes, el amonio superó el nivel guía para bebida humana establecido por la Ley de Residuos Peligrosos (0,05 mg/L) en todos los sitios muestreados en diciembre 2009 (Puig *et al.*, 2016a) y alcanzó en febrero valores que duplican este nivel guía. Casos más puntuales se registraron en otros meses en el Paraná de las Palmas, destacándose un máximo de 0,33 mg/L en abril en el sitio a la altura del río Capitán.

Los nitratos, cuando superaron el límite de detección de la técnica aplicada en el análisis, mostraron dentro de cada momento de muestreo valores bastante similares entre los sitios. Estos valores fueron mayores en agosto de 2009, seguidos por los de octubre 2009 y mayo 2010, pero sin superar en ningún caso los niveles guía. Los nitritos superaron el nivel para protección de la vida acuática (0,06 mg/L) establecido por la Ley de Residuos Peligrosos en dos muestras, con un valor alto (0,23 mg/L) en octubre 2009 en un sitio del río Barca Grande.

En octubre de 2008 y, más intensamente, en diciembre de ese año, cuando la temperatura del agua superó los 26°C en todos los sitios, se observaron colonias de cianobacterias (flotantes, de color verde-azulado), que pueden generar toxinas. La especie *Microcystis aeruginosa* se registró en diciembre con una mayor densidad y espacialmente distribuida. La densidad de sus colonias (que pueden contener unas 600-1200 células cada una) fue semejante en la mayoría de los sitios de la Reserva (media: 0,8 colonias/mL; máxima: 1,9 en P. Miní antes del A. Chaná), pero mucho menor en los arroyos de las zonas con menor uso (0,2 colonias/mL en la de amortiguación y 0,04 en la núcleo) (Puig *et al.*, 2016b).

Esta misma especie de cianobacteria se registró con una densidad similar a la de estos ríos en muestras colectadas (subproyecto de mapeo y clasificación de lagunas, Proyecto Agencia) unos diez días antes en el río Paraná Pavón, que atraviesa el centro del Delta, en una zona con lagunas someras. En ese mismo muestreo de diciembre de 2008, también se registró *M. aeruginosa* en una laguna contigua y conectada en ese momento a este río (Laguna Gorosito; profundidad: 3 m). La notable densidad registrada en

esta laguna (50 colonias/mL) corresponde a una condición de “floración” (fuerte proliferación).

En esa oportunidad, también fueron abundantes en esta laguna (hasta 13 colonias/mL) otras cianobacterias potencialmente tóxicas, como especies del género *Dolichospermum*, las que también se detectaron en el río Paraná Pavón y en algunos sitios de la Reserva, si bien en muy bajas densidades (inferiores a 0,04 colonias/ml) (Puig *et al.*, 2016a). Es decir, que los ambientes mencionados concuerdan en la especie dominante y la acompañante de cianobacterias.

### 7.3. Variables de riesgo y condiciones hidrológicas

La mayoría de las variables manifestaron variaciones principalmente en sentido temporal.

Las condiciones hidrológicas asociadas a los registros de cianobacterias evidenciaron: un ascenso continuado en el caudal aportado por el R. Paraná Guazú desde poco antes del primer muestreo (octubre 2008), en el cual ya se detectó la especie en baja densidad; el máximo caudal en ese año hidrológico “Niña” (sin llegar al nivel de inundación) en coincidencia con la fecha de muestreo (diciembre 2008) de la laguna y del R. Paraná Pavón y, por último, un valor ligeramente menor (inicio del descenso de caudal) para la fecha de muestreo (diciembre 2008) en la Reserva.

Durante uno o ambos muestreos con bajo caudal (febrero y abril de 2009) las concentraciones de cadmio, plomo, hierro, manganeso y amonio y de la bacteria *Escherichia coli* superaron, en la mayoría de los sitios evaluados, niveles guía para protección de la vida acuática o para usos humanos (como bebida o recreativo) o ambos (Puig y Olguín, 2011).

Con el inicio del ascenso de caudal en agosto se registraron las mayores concentraciones de nitratos, mientras con el desborde de albardones por inundación del año Niño (diciembre 2009) el amonio superó ligeramente en todos los sitios el nivel para bebida humana.

### 7.4. Variables físicas y químicas que caracterizan a las aguas fluviales

Las cinco variables básicas determinadas *in situ* durante los muestreos son las consideradas usualmente para caracterizar el agua ambiente. Las evaluaciones subsuperficiales en los ríos abarcaron varios niveles de tempera-

tura del agua dentro de un amplio rango (14,3-27,5°C), como consecuencia de incluir todas las estaciones climáticas; dos condiciones contrastantes de transparencia (30-45 y 8-15 cm) y diferentes valores de conductividad (94-168  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), oxígeno disuelto (5-9,4 mg/L) y pH (6,13-7,9).

Dentro de cada muestreo, los valores de estas variables básicas fueron muy semejantes entre los sitios de los ríos. Esta alta homogeneidad espacial entre los datos que fueron registrados en cada campaña, en el transcurso de la navegación a diferentes horas del día (dentro del lapso con luz natural) en dos días consecutivos, es un primer indicio de una escasa variabilidad en dichas variables por efecto de las mareas astronómicas diarias (Puig *et al.*, 2016b).

En los arroyos de las zonas con menor uso se detectaron en ocasiones diferencias con respecto al río más cercano (Puig *et al.*, 2016b). En temperatura se registraron hasta 2°C menos (en abril y diciembre 2009) y en transparencia, hasta 20 cm más de lectura de disco de Secchi (también en diciembre). Estos arroyos también se diferenciaron por sus valores bajos de oxígeno disuelto con alto caudal (4,3 mg/L en diciembre de 2008 en el A. Lago de la Barca) y, más acentuadamente (con valores cercanos a anoxia), con el desborde de albardones (1,3 mg/L en el A. Lago de la Barca y 0,78 mg/L en el A. Chivico).

La transparencia y la conductividad estuvieron altamente asociadas entre sí en sentido opuesto, es decir, los menores valores de transparencia tendieron a coincidir con los mayores de conductividad (estimador de la salinidad), y viceversa. También los valores de oxígeno y temperatura estuvieron asociados inversamente entre sí, lo que en principio se corresponde con la menor disolución del oxígeno en el agua a temperaturas más altas.

La turbidez mostró una amplia variación entre valores extremos (33-442 UTN). En estos ríos, de aguas naturalmente muy turbias por la carga de sedimentos en suspensión, la esperable relación inversa de la turbidez con la transparencia se aproximó a una curva exponencial (Puig *et al.*, 2016b). Esto pone en evidencia la mejor discriminación provista por la turbidez determinada en el laboratorio (más precisa) con respecto a la estimación de campo (mediante el disco de Secchi) para condiciones extremas de aguas acentuadamente turbias. De todos modos, el disco de Secchi permite una buena aproximación, que facilita detectar de modo sencillo e inmediato los principales cambios.

El color verdadero (15-84 unidades) se asoció positivamente con la transparencia y, en menor grado, negativamente con la turbidez. Como este

tipo de color (denominado “verdadero”) se estima en agua filtrada, estos resultados indican que no se debe a partículas coloreadas en suspensión (como sedimentos o algas) sino a compuestos coloreados disueltos.

Considerando a los macroiones, las concentraciones (meq/L) de los mayores cationes siguieron, en promedio y en general, el orden:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ , y las de los aniones mayores:  $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$  (considerando que el bicarbonato domina la alcalinidad en el rango de pH registrado). La suma de cationes promedio fue 1,3 meq/L, lo que corresponde a aguas medianamente diluidas (Meybeck, 2003).

Un amplio grupo de variables químicas, incluyendo a los macroiones, mostraron asociación positiva entre sí, resultando las más altas entre turbidez, hierro y silicio, así como entre conductividad, sulfatos y alcalinidad.

En febrero y abril 2009 se registró mayor turbidez y conductividad, espacialmente generalizadas, reflejando una mayor concentración tanto de sedimentos suspendidos como de sales disueltas, evidenciada también en varios macroiones.

Los valores de turbidez fueron semejantes en la mayoría de los meses (ligeramente menores en diciembre de 2008), pero aumentaron especialmente en febrero, cuando se duplicaron o triplicaron y aún más en abril, cuando aumentaron en un orden de magnitud (10 veces).

El color verdadero mostró valores semejantes en varios meses (generalmente, 40-50 unidades), altos en diciembre de 2009 (77-86) y bajos en febrero y abril (15-26).

En diciembre de 2009, con el desborde de los albardones, el oxígeno evidenció valores mínimos en los ríos, más acentuados aún en ambos arroyos de las zonas con menor uso (con valores cercanos a la anoxia).

Antes de la inundación, la conductividad y la concentración total de macroiones evidenciaron principalmente el efecto de la dilución-concentración entre los muestreos: valores máximos en abril, durante el estiaje; menores en diciembre de 2008, en aguas altas sin inundación, y mínimos en agosto y octubre de 2009, en etapa de aumento de caudal luego del estiaje. Sin embargo, con la llegada de la inundación que desborda los albardones, a pesar del mayor volumen de agua, los valores mostraron un aumento, que continuó sobretodo en mayo, con un caudal semejante, pero en bajante. En ambos casos, la carga total de macroiones aproximadamente se duplicó, indicando la contribución adicional de sales desde la llanura aluvial (Puig *et al.*, 2016b).

El sitio del Paraná de las Palmas (altura canal de la Serna) mostró en todas las fechas valores mayores de macroiones y conductividad que los



restantes sitios, atenuándose esta diferencia cuando las aguas se encontraron más diluidas (Puig *et al.*, 2016b).

### 7.5. *Análisis de síntesis de la variación físico-química fluvial*

El diagrama de ordenación generado por el Análisis Canónico de Redundancia (RDA) permite visualizar la ubicación relativa de los casos (muestras), las variables ambientales fluviales medidas incluidas en el análisis (evidenciando la magnitud y sentido de su influencia) y los factores temporales y espaciales seleccionados (aquellos con mayor poder explicativo y baja redundancia), organizados con respecto a ejes de síntesis independientes (sin correlación entre sí). El análisis testea la existencia de asociación significativa global entre la estructura de variables ambientales fluviales y los factores temporales y espaciales definidos, así como la significación de cada eje de síntesis (eje canónico).

La dispersión multivariada ambiental fue homogénea entre los grupos definidos por las fechas de muestreo, así como entre los grupos definidos por sitios (test aplicados no significativos), tanto para los 112 como para los 32 casos, cumpliéndose este requisito para la aplicación de variados test estadísticos (Puig *et al.*, 2016b).

En el RDA de las variables básicas en los 112 casos, los dos primeros ejes acumularon el 56% de la varianza total (Puig *et al.*, 2016b).

Con respecto al primer eje, se distinguieron en posición más extrema en el espacio de ordenación ambos muestreos del estiaje (febrero y abril), caracterizados principalmente por alta conductividad y baja transparencia del agua (variables ubicadas en sentido opuesto entre sí, evidenciando su alta correlación negativa), y hacia el extremo opuesto, el muestreo de octubre 2009 y más alejado aún el de agosto, con aguas de menor conductividad.

Con respecto al segundo eje, se distinguió el muestreo del desborde de albardones (diciembre 2009) por su bajo oxígeno disuelto, especialmente en los arroyos de las zonas de menor uso, y en sentido opuesto, el muestreo de julio, con alto oxígeno disuelto. La variación estacional de la temperatura, con peso algo mayor en el primer eje que en el segundo, distinguió parcialmente a un muestreo del estiaje (febrero) por sus valores más altos, y en sentido contrario a los de invierno (agosto y julio).

Las diferencias espaciales tuvieron un peso menor en la distinción dentro de cada fecha de muestreo, destacándose ambos sitios del Paraná

de las Palmas por su tendencia a ubicarse ligeramente hacia una mayor conductividad.

En el RDA para los 32 casos los dos primeros ejes acumularon un 69% de la varianza total (Puig *et al.*, 2016b). El número mayor de variables consideradas proporcionó una mejor discriminación entre los muestreos de cada fecha, en especial, entre los de fases hidrológicas contrastantes.

Hacia un extremo del primer eje, asociado a altos valores de turbidez, alcalinidad, conductividad, hierro, silicio, dureza, y bajos valores de transparencia y de color verdadero se ubicaron los muestreos del estiaje: abril y febrero. Ambos se distinguieron entre sí, principalmente, por mayor turbidez, hierro y silicio (variables muy altamente correlacionadas en sentido positivo) de abril.

Los muestreos restantes, caracterizados en general por condiciones opuestas a las mencionadas, se diferenciaron entre sí con respecto al segundo eje, principalmente por el oxígeno y, además, por temperatura, color y pH. En el extremo superior se ubicaron los casos de diciembre 2009 (desborde de albardones) de menor oxígeno y pH, y mayor color, mientras los de julio y agosto lo hicieron en el extremo opuesto, reflejando principalmente su menor temperatura.

La variación temporal fue mucho mayor que la espacial, a las escalas en que se trabajó. Entre las diferencias espaciales en cada fecha de muestreo, el sitio del Paraná de las Palmas se ubicó hacia una mayor conductividad en mayo y se distanció aún más en ese sentido en el muestreo siguiente (julio).

### *7.6. Principales factores explicativos de la variación físico-química fluvial*

De los factores propuestos para explicar la estructura multivariada de las cinco variables básicas en los 112 casos, cinco resultaron muy altamente significativos ( $p < 0,001$ ) y poco redundantes (factor de inflación de la varianza:  $vif < 10$ ) en el modelo aditivo (Puig *et al.*, 2016b). Este modelo reducido seleccionado explicó el 76% de la variación e incluyó, de modo aditivo y en el orden especificado, a las siguientes variables explicativas: la fase hidrológica, la estación climática del año, el evento ENOS, la subcuenca de drenaje y el tipo de ambiente ( $h + per + ev + d + a$ ). Ambas categorizaciones de zona resultaron no significativas, mientras el caudal estimado del Paraná Guazú, si bien significativo, evidenció menor poder explicativo que la fase hidrológica considerada.

La varianza explicada ( $R^2$  ajustado) solo por la fase hidrológica fue del 31%; solo por la estación climática, el 20%; por ambas juntas, el 17%; por el evento ENOS, el 8%; por la subcuenca de drenaje, el 2%; y por tipo de ambiente, el 1%.

Cuatro de estos cinco factores resultaron también muy altamente significativos ( $p < 0,001$ ) y poco redundantes ( $vif < 10$ ) en el modelo aditivo para explicar la estructura multivariada de las once variables consideradas en los 32 casos (Puig *et al.*, 2016b). El modelo reducido seleccionado explicó el 94% de la variación e incluyó, de modo aditivo y en el mismo orden, a las siguientes variables explicativas: la fase hidrológica, la estación climática del año, el evento ENOS y la subcuenca de drenaje ( $h + per + ev + d$ ). El factor tipo de ambiente carece de sentido para este conjunto de datos, ya que todos corresponden a ríos.

La varianza explicada solo por la fase hidrológica aumentó al 44% y solo por la estación climática, al 26%. Mientras la varianza explicada por ambas juntas se redujo al 7%, la explicada por la fase hidrológica y el evento ENOS juntos aumentó al 12%. La explicada solo por dicho evento se mantuvo en 8% y la explicada por la subcuenca de drenaje, en el 2%.

Estos últimos resultados evidencian un poder explicativo muy elevado (más del 90%) por el conjunto de los cuatro factores seleccionados, y que aproximadamente un 64% se debe a factores de índole hidrológica, como son la fase hidrológica y el evento ENOS (en forma exclusiva o conjunta). Esto demuestra la alta influencia de la hidrología sobre las variables físico-químicas del ambiente fluvial (Puig *et al.*, 2016b).

## 8. Discusión

### 8.1. Factores de riesgo y su asociación con las condiciones hidrológicas

La calidad de las aguas del Delta puede ser afectada por variadas actividades humanas concentradas fuera de esta zona, como en el caso del cordón urbano-industrial con activos puertos a lo largo de la margen fluvial derecha entre Santa Fe y Buenos Aires, que aporta efluentes mixtos, generalmente, no tratados.

Los metales pesados resultan altamente tóxicos (nocivos para los organismos vivos) aún en concentraciones muy pequeñas. La detección,

en ocasión de caudal extremadamente bajo, de algunos metales pesados considerados residuos peligrosos, como el plomo y el cadmio, en concentraciones superiores a los niveles guía para la protección de la vida acuática y, en algún caso, incluso para actividades recreativas indica que las aguas de los cursos de esta reserva internacional no permanecen a salvo de la contaminación generalizada.

En los últimos años se registran nuevas intervenciones y una intensificación creciente de usos en el propio Delta. La modalidad intensiva y permanente de la ganadería actual en el Delta medio y superior (a diferencia de la tradicional cría extensiva de temporada), facilitada por intervenciones como la Conexión Vial Rosario-Victoria, puede generar impactos en la calidad del agua (Belloso, 2007). Las deyecciones del ganado generan contaminación orgánica y microbiológica (parásitos y patógenos), lo que puede representar un riesgo para la salud humana y animal. Entre las prácticas asociadas a esta modalidad ganadera se encuentran la aplicación de pesticidas y la quema intencional de pastizales.

*Escherichia coli* es una bacteria coliforme fecal que se encuentra normalmente en el intestino humano y de otros animales homeotermos (mamíferos y aves). Si bien solo alguna cepa puede causar serias intoxicaciones alimentarias en humanos, la detección de *E. coli* (capaz de sobrevivir, en general, solo un breve período fuera del cuerpo) provee una evidencia directa de contaminación fecal reciente. Estos materiales fecales pueden contener muchos tipos de patógenos nocivos, tales como *Salmonella*, *Shigella*, enterovirus, *Cryptosporidium* y *Giardia* (USEPA, 2004).

El incremento progresivo de la eutrofización (generada por un exceso de nutrientes) de los ambientes acuáticos es uno de los problemas de calidad del agua más extendido a escala global, afectando adversamente a algunos de sus usos y a la biodiversidad. El aumento de la eutrofización cultural se asocia fuertemente con el marcado incremento en la frecuencia de aparición y duración de floraciones de cianobacterias (Hallegraeff, 1993). El registro de episodios de proliferación de cianobacterias en la Cuenca del Plata va en aumento.

La distribución de colonias de *Microcystis aeruginosa* en la Reserva (semejante en todos los sitios, pero muy inferior en arroyos de zonas con menor uso humano) no sugiere un origen local. Los registros de otros ambientes analizados (laguna Gorosito, río Paraná Pavón) sugieren el traslado y la dispersión de esta especie desde aguas arriba de la Reserva, por ejemplo, desde el Delta medio. El río Paraná Pavón se continúa en el río Paraná Ibicuy y

luego en el río Paraná Guazú, el que se abre en la Reserva en distributarios, como el Paraná Miní y el Barca Grande. El máximo caudal del año “Niña” permitió la conectividad, al menos en ese momento, entre la laguna Gorosito y el río Pavón. Este hecho, sumado a la conexión permanente entre sucesivos brazos del Paraná y sus distributarios provee una vía de dispersión hasta el bajo Delta para inóculos de esta especie, registrada en condición de floración en la laguna mencionada.

Además de la condición hidrológica referida (por su efecto en la conectividad de los cursos fluviales con lagunas de la llanura aluvial), la temperatura del agua también favoreció a esta cianobacteria, ya que evidenció valores cercanos al óptimo estimado para la especie en condiciones controladas de laboratorio con saturación lumínica y de nutrientes (Paerl y Huisman, 2009). Las colonias dispersadas por cursos de la Reserva podrían prosperar especialmente en sitios del Delta con condiciones aún más favorables (bajo flujo de agua, mayor contenido de nutrientes, reparados del viento, etcétera) y, de hecho, son potenciales generadoras de algunas importantes floraciones de esta misma especie registradas en el Río de la Plata (Andrinolo *et al.*, 2007).

En general, la concentración de toxinas de cianobacterias no evidencia una alta relación directa con la densidad de especies toxígenas en el agua ambiente, ya que se han reportado densidades moderadas con alta concentración de toxinas y, por el contrario, altas densidades de cianobacterias sin toxicidad. *Microcystis aeruginosa* es una especie con reconocido potencial toxígeno, ya que puede producir microcystina, péptido cíclico hepatotóxico. En dosis agudas, su ingestión provoca debilidad, diarrea, anorexia, vómitos y muerte en pocas horas por hemorragia intrahepática (Rao *et al.*, 2002). La exposición prolongada a hepatotoxinas, aún en bajas concentraciones, puede ocasionar efectos crónicos, como la formación de tumores hepáticos (Chorus y Bartram, 1999). Esto representa un riesgo a considerar para la población de la Reserva, que ingiere y utiliza cotidianamente agua de los cursos fluviales.

Algunas prácticas asociadas a la modalidad ganadera actual en el Delta, como la quema de pastizales, inciden también en la calidad del agua, ya que pueden aumentar el aporte de sedimentos, sales y nutrientes. Durante 2008 se generaron numerosos focos de incendio, con picos en abril y mayo y desde agosto a noviembre (es decir, alrededor de los primeros muestreos, en octubre y diciembre, cuando se registraron las cianobacterias). La marcada sequía y condición de aguas bajas favoreció la considerable persistencia e

intensidad de estos focos de incendio. La superficie quemada en la región alcanzó cerca del 15% del Delta y, en sitios severamente quemados, el estrato superficial de suelo mostró un aumento marcado de conductividad (Salvia *et al.*, 2012). En particular, el fuego afectó zonas del entorno de los ambientes mencionados del Delta medio (Laguna Gorosito y Río Paraná Pavón).

Por otro lado, las modificaciones que afectan la hidrodinámica inducen cambios en el tiempo de retención del agua, a pequeña escala, en el caso de terraplenes o cierre de arroyos (Blanco y Méndez, 2010), pero también a escalas mayores, como el efecto acumulativo de numerosos embalses pequeños, generados por las arroceras para el riego del cultivo, en provincias cuyas aguas, con todo lo que transporten, terminan drenando al sistema fluvial (Blanco y de la Balze, 2011).

El cambio climático predice a escala global un aumento de la temperatura media, lo que favorece a las cianobacterias (Paerl y Huisman, 2009), y una mayor frecuencia de eventos extremos.

La aparición o incremento de factores de riesgo, provenientes tanto de fuentes naturales como de actividades antrópicas, podría asociarse a diferentes condiciones hidrológicas. Los distintos elementos, compuestos y organismos, promovidos por diversas actividades humanas fuera y dentro del Delta, pueden llegar a los cursos fluviales de la Reserva con mayor facilidad bajo diferentes condiciones hidrológicas específicas.

En los momentos en que se evidenciaron valores semejantes en sentido espacial de variables de riesgo es presumible inferir una mayor incidencia de la condición hidrológica, modulando lo que recibe la zona, principalmente, desde aguas arriba (Puig *et al.*, 2016a). Durante el estiaje podría dominar la simple concentración de lo que transportan los cursos. En cambio, los valores mayores espacialmente generalizados en condiciones de mayor caudal, como fue el caso de algunos nutrientes en fase creciente del año Niño podrían asociarse con aportes extras desde ambientes de la llanura aluvial.

Los metales pesados, adsorbidos en coloides o residentes en la estructura cristalina de los minerales, serían predominantemente transportados en la fase suspendida de grano fino (Depetris, 2007), explicando su aumento en el estiaje, cuando se registró una elevada turbidez por sedimentos en suspensión. Asimismo, una convergencia de condiciones habría favorecido la aparición espacialmente extendida de cianobacterias potencialmente toxigénicas con el máximo caudal del año Niña (Puig *et al.*, 2016a).

Si bien las señales de factores de riesgo en cursos de la Reserva se detectaron ocasionalmente y, en su mayoría, en una condición hidrológica

extrema de muy bajo caudal dentro de un año “Niña”, la tendencia al incremento de efectos de actividades humanas conjugada con alteraciones previstas por el cambio climático son indicios de que los problemas en calidad del agua, utilizada cotidianamente por los pobladores, probablemente tiendan a aumentar.

## 8.2. Variaciones ecohidrológicas naturales y factores de control

Las evaluaciones ecohidrológicas realizadas durante estos dos años en los cursos de la Reserva abarcaron diferentes estaciones climáticas (con un amplio rango de temperaturas) y dos eventos ENOS extremos consecutivos, por lo que proveen valores representativos de rangos para una serie de variables, sumamente útiles para la gestión y futuras investigaciones, y la oportunidad de analizar y testear la posible influencia de diferentes factores (Puig *et al.*, 2016b).

Temporalmente, se diferenciaron marcadamente, por un lado, los dos muestreos con menor caudal, correspondientes al estiaje dentro de un período de marcada sequía aguas arriba en un año Niña, y, por otro lado, la llegada desde aguas arriba (principalmente por el Paraná Guazú) de la inundación con desborde de albardones en un año Niño.

En el estiaje se registró mayor conductividad y turbidez, reflejando una mayor concentración tanto de sales disueltas (evidenciada también en varios macroiones) como de sedimentos suspendidos, y el aumento de la alcalinidad, dureza, silicio, hierro y manganeso, al menos por efecto de la concentración debido al reducido caudal fluvial, y una menor coloración del agua, posiblemente por la mayor desconexión de los cursos fluviales con respecto a los ambientes aluviales.

La fase de desborde de la inundación se manifestó en un descenso generalizado de oxígeno en los ríos, intensificado en los arroyos de las zonas núcleo y de amortiguación, junto a una mayor coloración del agua, por la probable presencia de ácidos húmicos, derivados de la materia orgánica. El agua al inundar contacta con los *bajos* del interior de las islas, caracterizados por la acumulación de materia orgánica y la falta de oxígeno, transfiriendo, en parte, estas características a los cursos. Esto refleja el importante intercambio entre los cursos y la planicie aluvial, proceso natural en este tipo de sistemas fluviales.

En los grandes ríos, la inundación genera dilución de sus materiales disueltos y particulados, sin embargo, esta dilución dista de ser un meca-

nismo simple, debido a que no todos los componentes transportados tienen el mismo origen ni se comportan de modo similar cuando están sujetos a un incremento considerable en el volumen de agua. Durante la crecida, algunas fases disueltas exportadas se diluyen no-linealmente y otras, incluso, aumentan su concentración. Las inundaciones importantes terminan removilizando materiales solubles o particulados que se acumularon entre inundaciones en la llanura aluvial, modificando la composición general o la concentración de su carga disuelta o particulada (Depetris, 2007).

Las inundaciones importantes aumentan la exportación de materia orgánica disuelta, como se infirió por el aumento del color verdadero, así como la de nutrientes, lo que concuerda con los valores de amonio semejantes en todos los sitios con el desborde. Depetris (2007) también señala que la conductividad del agua del Paraná muestra un efecto de dilución no lineal con el caudal en aumento, debido a que la inundación incrementa la cantidad de fuentes de solutos que no son importantes en condiciones normales, lo que concuerda con lo registrado en nuestro estudio para ambas fases de la inundación. El aumento de la carga total de macroiones disueltos observado durante la inundación refleja el aporte consecuente de la alta concentración generada en ambientes de la llanura aluvial durante la prolongada sequía, sumado al efecto de numerosas quemadas en la etapa previa. El pasaje de un año hidrológico extremo a otro de signo opuesto en secuencia Niña-Niño parece haber intensificado los efectos mencionados.

El alto poder explicativo asignado por los test a factores de índole hidrológica, como la fase hidrológica y el evento ENOS (en forma exclusiva o conjunta), demuestra la alta influencia de la hidrología sobre las variables físico químicas del ambiente fluvial (Puig *et al.*, 2016b).

La tendencia evidenciada a la atenuación de la estacionalidad de los caudales mensuales del río Paraná aumenta la probabilidad de diferentes combinaciones de la fase hidrológica y la estación climática. Consecuentemente, dado que se demostró que la fase hidrológica y la estación climática fueron los factores con mayor potencial explicativo de variaciones en el agua de los cursos, son esperables efectos particulares sobre la físico-química y la biota acuática.

La mayor conductividad persistente en ambos sitios del Paraná de las Palmas con respecto a los del Paraná Guazú y sus distributarios bonaerenses, puede deberse, en parte, a la desembocadura del río Salado sobre la margen oeste, entre las ciudades de Santa Fe y Santo Tomé.



La detección ocasional en los arroyos de las zonas núcleo y de amortiguación de valores en uno u otro parámetro básico claramente diferentes a los del curso principal más cercano, indica que la categoría del curso (sus dimensiones) puede condicionar diferencias, a pesar de la estrecha proximidad espacial.

## 9. Conclusiones y algunas recomendaciones

En el Paraná Inferior se observa una atenuación de la estacionalidad de los caudales mensuales, picos de inundación más marcados (que superan tanto niveles de alerta como de evacuación) y cambios rápidos entre condiciones extremas.

Las evaluaciones en cursos fluviales de la Reserva de Biósfera Delta del Paraná, realizadas a escala espacial intermedia en diferentes estaciones climáticas con frecuencia aproximadamente bimestral durante dos años hidrológicos extremos, evidenciaron que la variación de variables del agua, principalmente físico-químicas, es mucho mayor entre fechas que entre sitios, a las escalas consideradas.

La fase hidrológica, seguida por la estación climática y, en menor medida, por el evento ENOS fueron los factores que más explicaron el conjunto de variaciones físico-químicas del agua, lo que destaca la relevancia de la hidrología, reflejada en dos de estos factores.

Se distinguieron, en especial, el estiaje del evento Niña, con marcado aumento en la concentración de sales y de sedimentos suspendidos, y de variables asociadas a una u otra, incluyendo algunos factores de riesgo y, por otro lado, el desborde por inundación del evento Niño, con disminución del oxígeno y el pH y aumento del color.

La subcuenca de drenaje y el tipo de ambiente fueron factores secundarios en la explicación del conjunto de variaciones físico-químicas del agua. Esto se reflejó en una tendencia persistente a una mayor conductividad en el Paraná de las Palmas con respecto al resto de los sitios, bajo influencia del Paraná Guazú. Asimismo, se detectaron diferencias ocasionales en los arroyos de zonas con menor uso. Esta diferencia se maximizó durante el desborde de los albardones, evidenciando la relevancia de la transferencia de condiciones de los bajos del interior de las islas en los cambios registrados en los ríos.

Se identificaron factores de riesgo en la calidad del agua de la Reserva Delta del Paraná, tanto para la vida acuática como para la salud de los

pobladores, y se señalaron posibles vinculaciones con actividades aguas arriba y su asociación con diferentes condiciones hidrológicas, especialmente evidentes durante el estiaje.

Estos resultados proveen señales de alerta acerca de dificultades para el cumplimiento del derecho humano de acceso al agua potable y salubre, así como el derecho al ambiente sano.

Incluso algunos de estos factores no resultan eliminables mediante algún proceso local de potabilización, como en el caso de las cianobacterias que, si bien se registraron en baja densidad y acotadas en el tiempo, no resultan removibles por tecnologías de potabilización de rutina o en el caso de aquellos que pueden afectar por contacto con el agua, como la bacteria indicadora de contaminación fecal que superó en varias oportunidades el estándar recreativo.

La detección ocasional de concentraciones de algunos elementos, compuestos y organismos que excedieron los niveles guía, a pesar del gran caudal de estos grandes ríos, evidencia, una vez más, que el paradigma de la dilución (confiar en que la dilución resuelva el problema de la contaminación) está obsoleto.

Resulta prioritario apuntar a controlar la contaminación lo más cerca posible de sus respectivos orígenes, impidiendo su traslado, para evitar afectar no solo a esta zona terminal de una gran cuenca, sino también a sistemas vecinos, como el estuario al que desagua.

Mientras se procura avanzar hacia esa trascendente meta, el conocimiento de la asociación de la aparición de factores de riesgo con diferentes condiciones hidrológicas puede contribuir al desarrollo local de alertas tempranas, junto a medidas preventivas y paliativas temporarias para la protección de la población potencialmente afectada.

Esto refuerza la relevancia de continuar y profundizar estos estudios ecohidrológicos, tanto en otros años “Niña” como en años “Niño” y neutrales, a fin de identificar las condiciones en las que se registra con mayor frecuencia cada factor de riesgo. Asimismo, resulta necesario el fortalecimiento de los vínculos entre investigación, población y gestión, para la consideración anticipada de medidas apropiadas.

Los cambios observados en la hidrología del Paraná, así como los posibles efectos inducidos por el cambio climático en el Delta, permiten visualizar una perspectiva futura de mayor intensidad y frecuencia de situaciones extremas. De acuerdo con lo demostrado en este trabajo, es previsible que esto afecte al ambiente acuático de los cursos deltaicos, situación que se agrava por la intensificación de efectos antrópicos.

La continuidad y profundización de estas evaluaciones ecohidrológicas, con aplicación de herramientas estadísticas apropiadas, permitiría avanzar en el conocimiento de las principales características del funcionamiento de este complejo sistema y proveer bases sólidas para la consideración de medidas apropiadas de gestión.

La intervención de científicos especializados en las sucesivas etapas del estudio, en particular en la estrategia y el diseño de muestreo, así como en el análisis riguroso de los resultados y en su interpretación, permitió arribar a este aporte de relevancia sustantiva. Mediante la posterior ampliación y profundización de las investigaciones se generaron dos trabajos científicos complementarios entre sí, recientemente publicados en una prestigiosa revista internacional especializada, incluyendo mapas y gráficos en color (Puig *et al.*, 2016 a y b).

Los conocimientos generados se transfieren en variados ámbitos mediante charlas, instancias de interacción en eventos masivos en el Delta (Día del Isleño, Día del Medio Ambiente, Jornada ProDelta) o Buenos Aires (Noche de los Museos, etcétera) y publicaciones de difusión (por ejemplo, Puig *et al.*, 2011).

Por último, basándonos en nuestra visión en permanente construcción y en la experiencia que vamos adquiriendo en las investigaciones en desarrollo en el estudio del caso seleccionado, hemos planteado recomendaciones adicionales proyectadas hacia el ámbito de los derechos humanos, considerando objetivos del agua y el ambiente sano, así como hacia el ámbito de la gestión integrada de cuencas hídricas, en especial aquellas transfronterizas, como la Cuenca del Plata. Estas consideraciones y recomendaciones fueron presentadas, como parte de trabajos multidisciplinarios generados por el proyecto UBACYT, en respectivas instancias al máximo nivel mundial y se encuentran ampliamente disponibles en línea (Capaldo *et al.*, 2013 a y b).

## Bibliografía

- Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62, pp. 245-253.
- Andrinolo, D., P. Pereira, L. Giannuzzi, C. Aura, S. Massera, M. Caneco, J. Caixach, M. Barco y R. Echenique (2007). Occurrence of *Microcystis aeruginosa* and microcystins in Rio de la Plata river (Argentina). *Acta Toxicol. Argent.* 15 (1), pp. 8-14.

- APHA, AWWA y WEF. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association, Washington D.C.
- Arrojo Agudo, P. (2005). Hacia una nueva cultura del agua. Cuadernos del CENDES 22 (59). Universidad Central de Venezuela, pp. 139-143.
- Artaraz, M. (2002). Teoría de las tres dimensiones de desarrollo sostenible. Ecosistemas 2002/2 ([www.aet.org/ecosistemas/022/informe1.htm](http://www.aet.org/ecosistemas/022/informe1.htm)).
- Baigún, C. R. M., A. Puig, P. G. Minotti, P. Kandus, R. Quintana, R. Vicari, R. Bo, N. O. Oldani y J. A. Nestler. (2008). Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? *Ecohyd. Hydrobiol.* 8 (2-4), pp. 245-262.
- Bayley, P. B. (1995). Understanding large river: floodplain ecosystems. *BioScience* 45 (3), pp. 153-158.
- Belloso, C. (2007). Contaminación en las islas frente a la ciudad de Rosario por futura expansión de la explotación ganadera. [http://www.riosparalavida.org.ar/menu/archivos/Contaminacion\\_islas\\_exp\\_ganadera.pdf](http://www.riosparalavida.org.ar/menu/archivos/Contaminacion_islas_exp_ganadera.pdf)
- Blanco, D. E. y V. M. de la Balze (eds.). (2011). Conservación de los recursos acuáticos y la biodiversidad en arrozceras del noreste de Argentina. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires.
- Blanco, D. E. y F. Méndez (eds.). (2010). Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires.
- Borcard, D., F. Gillet y P. Legendre. (2011). Numerical ecology with R. Springer.
- Caffera, R. M. y E. H. Berbery. (2006). Climatología de la Cuenca del Plata. El cambio climático en la Cuenca del Plata, pp. 19-38.
- Capaldo, G., J. Echaide, M. Vigevano, A. Puig, C. Minaverry, M. Biagi, M. Ferro, H. Olguín, K. Carvallo, C. Mantecón y M. Castillo. (2013a). Sustentabilidad y gobernabilidad del agua en ecosistemas. Análisis de gestión en el ámbito de América del Sur. 5º Foro Mundial de Derechos Humanos: Desarrollo sostenible / Derechos humanos: ¿un mismo combate? Nantes, Francia, 22-25 de mayo. [www.derecho.uba.ar/investigacion/investigadores/publicaciones/capaldo-sustentabilidad-y-gobernanza-del-agua-en-ecosistemas.pdf](http://www.derecho.uba.ar/investigacion/investigadores/publicaciones/capaldo-sustentabilidad-y-gobernanza-del-agua-en-ecosistemas.pdf).
- Capaldo, G., K. Carvallo, A. Puig, M. Vigevano, C. Mantecón, C. Minaverry, J. Echaide, H. Olguín Salinas, M. Biagi, M. Ferro y M. Castillo. (2013b). Evaluaciones jurídicas, ecológicas y sociales para el debate de la sustentabilidad y gobernabilidad en la gestión de cuencas en Suda-

- mérica. 9<sup>th</sup> World General Assembly of the International Network of Basin Organizations. Fortaleza, Brasil, 13-16 de agosto. [www.riob.org/IMG/pdf/CAPALDO\\_ET\\_AL\\_RIOC\\_2013.pdf](http://www.riob.org/IMG/pdf/CAPALDO_ET_AL_RIOC_2013.pdf)
- Chorus, I. y J. Bartram (eds.). 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organization, London.
- CMMA (Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo). (1987). Our Common Future. Oxford University Press. Oxford.
- de Cabo, L., A. Puig, S. Arreghini, H. F. Olguín, R. Seoane e I. Obertello. (2003). Physicochemical variables and plankton from the Lower Delta of the Paraná River (Argentina) in relation to flow. *Hydrol. Process.* 17 (7), pp. 1279-1290.
- Depetris, P. J. (2007). The Parana River under extreme flooding: a hydrological and hydro-geochemical insight. *Interciencia* 32 (10), pp. 656-662.
- Depetris, P. J. y A. I. Pasquini. (2007). "The Geochemistry of the Paraná River: An Overview". En *The Middle Paraná River*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Hallegraeff, G. M. (1993). Review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32, pp. 79-99.
- Jørgensen, S. E. (1999). State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecol. Model.* 120 (2), pp. 75-96.
- Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology* 74, pp. 1659-1673.
- Legendre, P., J. Oksanen y C. J. ter Braak. (2011). Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods Ecol. Evol.* 2 (3), pp. 269-277.
- Maucha, R. (1932). Hydrochemische Methoden in der Limnologie. *Binnengewasser* 12.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Meybeck, M. 2003. Global occurrence of major elements in rivers. *Treatise on Geochemistry*, Vol. 5, pp. 207-223.
- Neiff, J. J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En: Malvárez, A. I. y P. Kandus (Eds.), *Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados de América*. UNESCO, Montevideo, Uruguay.

- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, L. G. Simpson y M. H. H. Stevens. (2008). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.15.2. R Project for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Oribe Stemmer, J. y M. M. Flores. (2005). La protección del medio acuático frente a las actividades en tierra en el litoral del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Documento FREPLATA.
- Otero, M. A. y A. I. Malvárez (eds.). (2000). Documento Base para la incorporación de las islas de San Fernando en el marco de la Red Mundial de Reservas de Biósfera MaB-UNESCO. Municipalidad de San Fernando y FCEN, UBA.
- Paerl, H. W. y J. Huisman. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial. *Environ. Microbiol. Rep.* 1 (1), pp. 27-37.
- Peterson, E. E., J. M. Ver Hoef, D. J. Isaak, J. A. Falke, M. J. Fortin, C. E. Jordan *et al.* (2013). Modelling dendritic ecological networks in space: an integrated network perspective. *Ecol. Lett.* 16 (5), pp. 707-719.
- Peres-Neto, P. R., P. Legendre, S. Dray y D. Borcard. (2006). Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87 (10), pp. 2614-2625.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks y J. C. Stromberg. (1997). The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47, pp. 769-784.
- Puig, A. y H. F. Olguín Salinas. (2007). Propuestas para la Evaluación de Ambientes Fluviales en la Reserva de Biósfera 'Delta del Paraná' (Buenos Aires, Argentina). En: M. Castro Lucic y L. Fernández Reyes (eds.), *Gestión Sostenible de Humedales*. Editado por CYTED, CAZALAC y PII. Gráfica LOM, Santiago de Chile.
- Puig, A., J. Borús y H. F. Olguín Salinas. (2011). El agua del Bajo Delta Insular en el marco regional: 55-65 (+ bibliografía y glosario). En: R. D. Quintana, M. V. Villar, E. Astrada, P. Saccone y S. M. Malzof (eds.), "El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná. Bases para su conservación y uso sostenible". Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), Programa Humedales para el Futuro. Editorial Aprendelta, Buenos Aires.
- Puig, A. y H. Olguín. (2011). Agua, ecosistemas y sustentabilidad: del desafío global al Delta del Paraná y su Reserva de Biósfera. Capítulo IV, Parte II. Agua, Ecología y Salud: 83-104; extended Abstract: 535-538. En: G.

- Capaldo (ed.), *Gobernanza y Manejo Sustentable del Agua*, Serie Sinergias Ambientales, edición bilingüe. Buenos Aires: Editorial Mnemosyne.
- Puig, A., H. F. Olguín Salinas y J. A. Borús. (2016a.) Recent changes (1973-2014 versus 1903-1972) in the flow regime of the Lower Paraná River and current fluvial pollution warnings in its Delta Biosphere Reserve. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (12), pp. 11471-11492.
- (2016b.) Relevance of the Paraná River hydrology on the fluvial water quality of the Delta Biosphere Reserve. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (12), pp. 11430-11447.
- R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rao, C. R. (1964). The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhyā: Indian J. Stat., Series A*, pp. 329-358.
- Rao, P. V., N. Gupta, A. S. Bhaskar y R. Jayaraj. (2002). Toxins and bioactive compounds from cyanobacteria and their implications on human health. *J. Environ. Biol.* 23, pp. 215-224.
- Re, M. y A. N. Menéndez. (2007). Impacto del cambio climático en las costas del Río de la Plata. *Rev. Int. Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil* 7 (1), pp. 25-34.
- Salvia, M., D. Ceballos, F. Grings, H. Karszenbaum y P. Kandus. (2012). Postfire effects in wetland environment: landscape assessment of plant coverage and soil recovery in the Paraná River Delta marshes, Argentina. *Fire Ecol.* 8, pp. 17-37.
- Silberbauer, M. J. y J. M. King. (1991). Geographical trends in the water chemistry of wetlands in the south-western Cape Province, South Africa. *S. Afr. J. Aquat. Sci* 17 (1/2), pp. 82-88.
- UNEP/CBD. (2000). The Ecosystem Approach. Decision V/6. Decisions adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. COP 5. Nairobi, 15-26 May.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (2002). Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria. May 2002 Draft. Washington, DC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (2004). Guidelines for Water Reuse, Centre for Environmental Research Information, Cincinnati, OH.
- Utermöhl, M. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik, *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 9, pp. 1-38.

- Varis, O. (1999). Water resources management: Vicious and virtuous circles. *Ambio* 28 (7), pp. 599-603.
- Wiens, J. A. (2002). Riverine landscape: tacking landscape ecology into the water. *Fresh. Biol.* 47, pp. 501-515.
- Zalewski, M., G. A. Janaver y G. Jolánkai (eds.). (1997). *Ecohydrology. A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources*. UNESCO IHP, París.